



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**

TAMIRES DA SILVA PASSOS

**ASSEMBLEIA DE PEIXES ASSOCIADAS ÀS MACRÓFITAS
AQUÁTICAS EM ILHAS DE SEDIMENTAÇÃO NO BAIXO SÃO
FRANCISCO**

São Cristóvão - SE

2016

TAMIRES DA SILVA PASSOS

**ASSEMBLEIA DE PEIXES ASSOCIADAS ÀS MACRÓFITAS
AQUÁTICAS EM ILHAS DE SEDIMENTAÇÃO NO BAIXO SÃO
FRANCISCO**

Monografia apresentada ao curso de Ciências
Biológicas da Universidade Federal de Sergipe
como requisito parcial à obtenção do título de
bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo F. G. de Brito

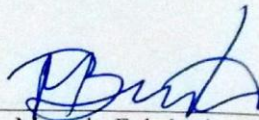
São Cristóvão - SE

2016

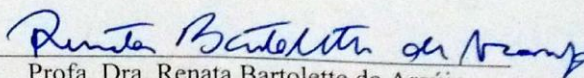
ATA DA SESSÃO DE DEFESA DE MONOGRAFIA

A Banca Examinadora, composta pelos professores Dr. Marcelo Fulgêncio Guedes de Brito, Dra. Renata Bartolette de Araújo e Dra. Adriana Bocchiglieri, sob a presidência do primeiro, reuniu-se às 09:00 horas do dia 11/05/2016, na sala 09, Bloco A do Departamento de Biologia do CCBS da Universidade Federal de Sergipe, para avaliar a monografia intitulada **“Assembleia de peixes associadas às macrófitas aquáticas em ilhas de sedimentação no Baixo São Francisco”**, defendida pela discente do Curso de Ciências Biológicas – Bacharelado, **Tamires da Silva Passos**, matriculada sob o nº 201210015588. Dando início às atividades, o Presidente da sessão passou a palavra à discente para proceder à defesa da monografia. A seguir, a examinadora Dra. Renata Bartolette de Araújo fez comentários e arguiu a discente, que dispôs de igual período para responder aos questionamentos. O mesmo procedimento foi seguido com a examinadora Dra. Adriana Bocchiglieri. Dando continuidade, o Presidente da banca Examinadora, Prof. Dr. Marcelo Fulgêncio Guedes de Brito, agradeceu os comentários e sugestões dos membros da Banca. Encerrados os trabalhos, a Banca Examinadora reuniu-se para atribuição da nota e decidiu aprovar a discente com a média **6,0 (SEIS)**. Nada mais havendo a tratar, a Banca Examinadora elaborou essa Ata que será assinada pelos seus membros e, em seguida, pela discente avaliada.

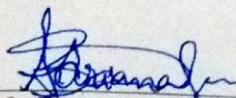
Cidade Universitária “Prof. José Aloísio de Campos”, 11 de maio de 2016



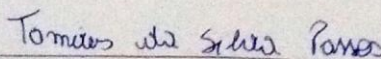
Prof. Dr. Marcelo Fulgêncio Guedes de Brito
Orientador/Examinador



Profa. Dra. Renata Bartolette de Araújo
Examinadora



Profa. Dra. Adriana Bocchiglieri
Examinadora



Tamires da Silva Passos
Discente avaliada

AGRADECIMENTOS

Ao Grande Arquiteto do Universo, DEUS, por toda a força e amparo nas horas boas, felizes e principalmente por não me deixar fraquejar nos momentos mais difíceis.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Marcelo F. G. de Brito, por toda a confiança, paciência, incentivo durante todo este tempo de Labitctio, e por na reta final, me dar uns puxões de orelha! (rs)

A Prof^a.Dr^a Adriana Bocchiglieri e a Dr^a. Renata Bartolette pela participação na banca avaliadora, bem como a todas as contribuições que tive das duas nesses anos árduos de UFS.

A todos os professores que contribuíram com uma gama de conhecimento durante essa caminhada.

À Universidade Federal de Sergipe pelo curso de Ciências Biológicas Bacharelado, pela estrutura física com os equipamentos para a realização desse projeto, pois sem isso, nada estaria feito.

Ao Departamento de Biologia, por sempre resolver meus “pepinos” em tempo recorde, e ao Labitctio, por ser o anexo da minha casa, e por ter sido o divisor de águas na minha vida.

Aos meus queridos amigos do Labitctio, por me acolherem tão bem e serem o meu cardume: Carlos Danillo, Jeffinho, Fernando e Fernanda (dupla sertaneja haha), Darinho, Thiago, Carol lolis, Bruna, Jamille.

Ao amigo Carlos Danillo, pela amizade, por todo companheirismo e incentivo quando eu me via doida por conta da monografia.

A Jamille Ferreira, por me ceder os dados dos seus peixinhos, e me aturar pedindo isso o tempo todo. Valeu Jami!

Aos amigos amontoados no meu coração durante a graduação, em especial aos benditos zueiros, que fizeram essa jornada parecer mais fácil.

Aos meus pais e irmãs, por toda preocupação, amor, força e principalmente incentivo em todos os momentos, para que eu conseguisse chegar até o “finzinho!”

A Morfeu, por não me levar nos seus braços e ter me deixado virar zumbi, virando as madrugadas enquanto desenvolvia este trabalho.

Por fim, e não menos importante, ao meu namorado e amigo, Daniel Badaró, por ter lido a monografia umas 300 vezes, mesmo sem entender nadinha às vezes, por toda a preocupação com o prazo e com o desenrolar deste trabalho, e por ter me tranquilizado nos momentos de pico de estresse. Amo você, kardóula!

RESUMO

A diversidade de peixes em rios está relacionada à complexidade do habitat, sendo influenciada pela profundidade, tipos de substrato e velocidade da correnteza. Uma assembleia de peixes é influenciada pela sinergia de fatores ambientais e interações ecológicas, os quais estruturam e determinam quantas e quais espécies têm a capacidade de ocorrer simultaneamente, quais são consideradas raras ou comuns e se há uma interação entre elas. O presente estudo teve como por objetivo avaliar a influência dos fatores ambientais (Oxigênio, pluviosidade, pH, condutividade e temperatura da água) sobre a abundância, biomassa e diversidade de peixes associados as macrófitas aquáticas em uma área do Baixo São Francisco. Amostragens bimestrais foram realizadas entre agosto/2012 e junho/2013, na calha principal do rio, entre os municípios de Propriá (SE) e Porto Real do Colégio (AL), utilizando redes de arrasto (malha 5 mm entrenós) nas ilhas de sedimentação no período crepuscular. A caracterização da composição das assembleias de peixes nas duas ilhas amostradas foi realizada utilizando como descritores ecológicos a abundância, a riqueza de espécies e a diversidade. Para testar a influência dos fatores ambientais sobre os descritores ecológicos foi aplicada a correlação de Pearson aos dados bimestrais. Foram capturados 2879 exemplares de peixes, distribuídos em 5 ordens, 10 famílias e 25 espécies. Characiformes (50%) e Perciformes (20%) foram as ordens que apresentaram as maiores contribuições com o maior numero de famílias, enquanto que Characidae (44%) e Cichlidae (12%) foram as famílias mais representativas em riqueza. Foram observadas correlações significativas entre os fatores ambientais e os descritores ecológicos para as duas localidades amostradas. Sendo assim, o presente estudo permitiu elucidar que apesar de suas características ambientais similares, as ilhas de sedimentação estudadas não apresentam uma ictiofauna exclusiva, Apesar de serem próximas, as localidades provavelmente apresentam diferenças na disposição de recurso, o que modificou a constituição das assembleias.

Palavras-chave: Comunidades, ictiofauna, macrófitas, pequeno porte

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	5
2. OBJETIVO GERAL	7
3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	7
4. METODOLOGIA	7
5. RESULTADOS.....	11
6. DISCUSSÃO.....	20
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	23
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23

1. INTRODUÇÃO

A diversidade de peixes em rios está relacionada à complexidade do habitat, sendo influenciada pela profundidade, tipos de substrato e velocidade da correnteza (Gomiero & Braga, 2006). Por serem sistemas dinâmicos, os rios apresentam um gradiente físico-químico com importância na estruturação das comunidades de peixes (Jackson *et al.*, 2001).

Uma assembleia de peixes é influenciada pela sinergia de fatores ambientais e interações ecológicas, os quais estruturam e determinam quantas e quais espécies têm a capacidade de ocorrer simultaneamente, quais são consideradas raras ou comuns, se há uma interação entre elas, sua capacidade de colonização e a probabilidade de extinção de cada espécie (Allan, 1995; Suarez & Junior, 2003; Pazin *et al.*, 2006).

Fatores determinísticos ou estocásticos desempenham papel fundamental na estruturação de comunidades biológicas. Em regiões aquáticas neotropicais, como as planícies de inundação por exemplo, as espécies de peixes se distribuem de forma estocástica, influenciada pela facilidade de dispersão de muitas delas, associadas às rápidas modificações espaciais e temporais durante o pulso de inundação (Lowe-McConnell, 1999; Saint-Paul *et al.*, 2000). Todavia, as assembleias de peixes tendem a apresentar um padrão de estruturação predominantemente determinístico, controladas pelas interações de fatores bióticos e abióticos (Súarez *et al.*, 2001; Arrington & Winemiller, 2003).

Em ambientes tropicais, as mudanças térmicas são pouco perceptíveis, existindo uma maior influência da precipitação e das inundações sazonais (Lowe-McConnell 1987). As cheias nos rios representam um importante evento para manutenção dos padrões biológicos e físico-químicos em um sistema fluvial (Junk *et al.*, 1989). O período de seca/estiagem se caracteriza tanto pelo aumento da densidade dos peixes como pela intensificação das interações bióticas, o que pode resultar em modificações profundas na estrutura e composição de espécies presentes na região. A resistência da comunidade a estas variações pode ser acompanhada através das variações de densidade, biomassa e participação relativa dos diferentes grupos tróficos (Layman & Winemiller, 2005).

Os ecossistemas aquáticos, além de serem caracterizados pela grande complexidade e variabilidade de habitats, vêm sofrendo com as atividades antrópicas (Hart *et al.* 1999). A poluição, o assoreamento, a eutrofização, os barramentos, pesca e introdução de espécies são as causas mais comuns de perda de biodiversidade em rios (Agostinho *et al.*, 2005). Dentre

estes, os barramentos de rios representam o mais alto impacto na dinâmica do sistema fluvial gerando uma homogeneidade ambiental nas regiões a montante e a jusante da barragem (Junk & Mello, 1990). Com isso, a construção destes empreendimentos acaba modificando o regime hidrológico a jusante da barragem, a intensidade, duração e época das cheias, o que culmina com a redução dos nutrientes disponíveis e as áreas sazonalmente alagadas, bem como cria condições térmicas e hidrodinâmicas muito instáveis nos segmentos logo abaixo da barragem, podendo resultar em modificações na reprodução de algumas espécies (Agostinho *et al.*, 1993).

Além das modificações nos parâmetros abióticos, as barragens alteram os microhabitats e as fontes de alimento, bem como se torna presente a introdução de espécies não-nativas como forma de recompor a perda da ictiofauna comercial e local (Agostinho *et al.*, 1992; Sato & Sampaio, 2005). No entanto, a introdução de espécies interfere na ictiofauna nativa, reduzindo as populações locais ou até mesmo extinguindo-as (Vitule, 2009).

Quanto aos ambientes, sendo estes estruturalmente complexos, sofrem as influências dos fatores bióticos e abióticos, e interagem com outras características fisionômicas. Estrutura do substrato, presença de mata ciliar e de bancos de macrófitas, por exemplo, contribuem para o aumento da heterogeneidade estrutural do habitat, fornecendo disponibilidade de abrigos, locais para reprodução dos peixes e sítios de alimentação (Gomiero & Braga, 2006; Ferreira *et al.*, 2011).

Macrófitas aquáticas são considerados os vegetais visíveis a olho nu, cujas partes fotossintetizantes ativas estão permanentemente ou por diversos meses do ano, total ou parcialmente submersos em água doce ou salobra, ou ainda na forma flutuante (Irgang & Gastal Jr, 1996). Colonizam em diferentes graus ambientes lóticos e lênticos (Thomaz, 2002) com grande importância ecológica. São considerados importantes organismos produtores de biomassa para o ecossistema aquático, uma vez que participam da ciclagem de nutrientes, retenção de poluentes (Engelhardt & Ritchie, 2001), servem de esconderijo e como fonte de alimento para diversos animais aquáticos, como crustáceos, peixes e larvas de insetos; servem de sítio para desova de várias espécies de moluscos, anfíbios e aves; bem como para o desenvolvimento de algas perifíticas (Pompêo & Moschini-Carlos, 2003; Pompêo, 2008; Thomaz & Esteves, 2011).

Os bancos de macrófitas representam importante sítio tanto para refúgio quanto para alimentação principalmente para peixes de pequeno porte (Pacheco *et al.*, 2009; Milani *et al.*,

2010; Ferreira et al., 2012). Estudos realizados em áreas de várzea da bacia amazônica demonstraram que estas regiões são de extrema importância para a estruturação da comunidade de peixes, bem como são de grande relevância ecológica, não só para a manutenção da diversidade ictiofaunística, mas também para dinâmica das populações de peixes juvenis, que constituem uma grande parte da ictiofauna que habita esta região (Sánchez-Botero & Araújo-Lima, 2001; Sánchez-Botero *et al* , 2008; Ropke *et al*, 2014).

Além da proteção, as macrófitas parecem também ser importantes como sítio de alimentação. Neste tipo de ambiente são encontrados invertebrados aquáticos e terrestres, algas e outros vegetais que são importantes fontes de alimento na dieta dos peixes comumente encontrados associados a essa vegetação (Garcia & Vieira, 1997; Abelha et al., 2006; Ferreira et al., 2012).

2. OBJETIVO GERAL

Considerando a grande importância desses habitats, o presente estudo teve como por objetivo avaliar a influência dos fatores ambientais (O², pluviosidade, pH, condutividade e temperatura) sobre a abundância, biomassa e diversidade da assembleia de peixes associadas as macrófitas aquáticas em uma área do Baixo São Francisco

3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar as assembleias de peixes nas localidades amostradas
- Verificar diferenças na composição das comunidades em relação aos fatores ambientais

4. METODOLOGIA

Área de estudo

O rio São Francisco nasce no Estado de Minas Gerais e tem sua foz entre os estados de Sergipe e Alagoas. Sua rede hídrica drena inicialmente o sentido sul-norte e depois leste-oeste com 645 mil km². Na classificação mundial apresenta-se como o 34° rio de maior vazão e 31° em extensão, com seus 2.900 km. A área da bacia compreende parte dos Estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e o Distrito Federal, correspondendo a 7,6% do

território nacional. Nesta área de abrangência, cruza os biomas: Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (Godinho & Godinho, 2003).

A bacia é tradicionalmente dividida em quatro segmentos: alto, médio, submédio e baixo. O alto compreende da nascente até Pirapora, numa extensão de 630 km; o médio, trecho que compreende a maior parte da bacia, com 1.090 km, estende-se de Pirapora até Remanso; o submédio de Remanso até a cachoeira de Paulo Afonso (onde localiza-se a usina hidrelétrica de Paulo Afonso) com 686 km de comprimento e o baixo, o trecho mais curto com 274 km, que se estende de Paulo Afonso até a foz (Godinho & Godinho, 2003; MMA, 2006).

A área de estudo localiza-se no trecho do baixo São Francisco entre os municípios de Propriá (SE) e Porto Real do Colégio (AL). Estas localidades possuem características similares, com abundância de macrófitas aquáticas, dentre elas a presença da elódea comum (*Elodea* sp.) nas margens das ilhas de sedimentação. A região é caracterizada predominantemente por um clima sub-úmido, com temperatura média de 25°C e possui forte influencia marítima (MMA, 2006).

Coleta

Amostragens bimestrais foram realizadas entre agosto/2012 e junho/2013 em duas localidades (Figura 2), utilizando redes de arrasto (malha 5 mm entrenós) nas ilhas de sedimentação no período crepuscular. As ilhas de sedimentação estão localizadas em Porto Real do Colégio (ponto 1) e no povoado de Barra do Itiúba (ponto 2). Os espécimes de cada localidade foram acondicionados em bolsas plásticas, anestesiados em eugenol (Borski & Hodson, 2003) e posteriormente fixados em formol a 10%.

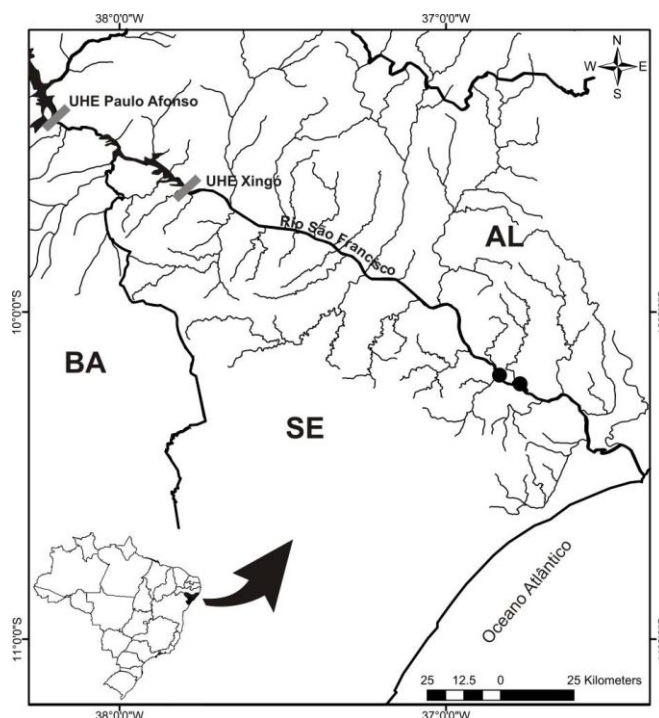


Figura1. Mapa da área de estudo com indicação das duas localidades de coleta no Baixo São Francisco.

Procedimentos em laboratório

Em laboratório o material foi lavado em água corrente e transferido para álcool 70% para triagem. Os espécimes foram identificados e posteriormente foi realizada a biometria, com registro do comprimento padrão (CP), seguido do peso corporal (PC) através de uma balança semi-analítica de precisão 0,01g.

Coleta de dados abióticos

Dados de pluviometria (1963-2013) da estação 83097 localizada em Propriá foram obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (www.inmet.gov.br). Dados de oxigênio, pH, condutividade e temperatura da água foram obtidos por meio de medições através de um multiparâmetro.

Análise de dados

Para as análises de abundância e frequência relativas de cada espécie, foi utilizada a PN % (percentual numérico) de cada espécie, sendo que o PN % é a razão entre o número de indivíduos de uma espécie sobre o número total de indivíduos coletados multiplicados por 100; a FO% (frequência de ocorrência) e a FN%(frequência numérica). Foram atribuídos valores de 0 ou 1 para FN e FO, dados da seguinte maneira:

- Para FN (em relação à abundância das espécies): foi igual a zero (0) se PN% da espécie for menor que a média da porcentagem total; igual a um (1) se PN% da espécie for maior que a média da porcentagem total.
- Para FO (em relação a presença/ausência): foi igual a zero (0) se a média do “n” da espécie for menor que a média total; foi igual a um (1) se a média do “n” da espécie for maior que a média total.

A partir dos valores de FN% e FO%, estes foram comparados com suas respectivas médias e as espécies foram classificadas nas seguintes categorias:

- Categoria I: Presente (FN% e FO% abaixo da média)
- Categoria II: Pouco abundante e frequente (apenas FO% acima da média)
- Categoria III: Abundante e Pouco frequente (apenas FN% acima da média)
- Categoria IV: Abundante e Frequente (FN% e FO% acima da média)

Para a determinação do número de classes de comprimento das espécies, foi utilizado o algoritmo de Sturges, onde $K = 1 + 3,222 * \log n$, sendo n o tamanho da amostra. O intervalo entre as classes foi gerado com base em $H = R / K$, sendo R a diferença entre o maior e o menor valor assumido pela variável, e K o número de classes.

A caracterização da composição das assembleias de peixes nas duas ilhas amostradas foi realizada utilizando como descritores ecológicos a abundância (números de exemplares por amostra), a riqueza de espécies (número total de espécies por amostra) e a diversidade. Está foi calculada usando o índice de Shannon-Wiener (H'), juntamente com o índice de equitabilidade de Pielou (J). O primeiro baseia-se na abundância proporcional das espécies, sendo sensível a presença de espécies raras, e é considerado uma medida não paramétrica de heterogeneidade da amostra. Já o segundo é derivado do índice de diversidade de Shannon e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes (Pielou, 1966). Seu valor apresenta uma amplitude de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima).

Para testar a influência dos fatores ambientais (O_2 , pluviosidade, pH, condutividade e temperatura) sobre a abundância, biomassa e diversidade, foi realizada a correlação de Pearson aos dados bimestrais.

Aos dados de abundância bimestral das espécies que ocorreram nos locais amostrados e aos fatores ambientais, foi aplicada uma análise de correspondência canônica (CCA). Este é

um dos melhores métodos para análise direta de gradientes em ecologia de comunidades por descrever a tendência principal entre a distribuição de espécies e os fatores ambientais correlatos (Rodriguez & Lewis, 1997). A CCA foi aplicada as espécies que apresentaram abundância superior ou igual a 10 exemplares.

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do software Past (Hammer et al., 2001), e CANOCO for Windows 4.5, sendo adotado o nível de significância de $p < 0.05$ para todas as análises

5. RESULTADOS

Foram capturados 2879 exemplares de peixes, distribuídos em 5 ordens, 10 famílias e 25 espécies (Tabela 1.) Characiformes (50%) e Perciformes (20%) foram as ordens que apresentaram as maiores contribuições com o maior numero de famílias, enquanto que Characidae (44%) e Cichlidae (12%) foram as famílias mais representativas em riqueza. A biomassa total durante o estudo foi de 4837,25 g, sendo observada uma redução no mês de out/12, coincidindo com redução na pluviometria. Entretanto, o mês de dez/12 apresentou elevado valor de biomassa, em contraste com a menor média pluviométrica observada no estudo. Já no mês de abril/13, tanto a média pluviométrica quanto a biomassa apresentaram valores elevados (Figura 2).

Tabela 1. Lista de espécies de peixes coletadas e sua abundância associadas às macrófitas aquáticas em Porto Real do Colégio (P1) e Barra do Itiúba (P2) no baixo São Francisco, no período de agosto/2012 a junho/2013

ORDEM/Família/ Espécie	Ago		Out		Dez		Fev		Abr		Jun	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
CHARACIFORMES												
Curimatidae												
<i>Curimatella lepidura</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	0	0	0	0	2	11	0	0	0	0	0	1
Erythrinidae												
<i>Hoplias malabaricus</i> Bloch, 1794	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Serrasalminidae												
<i>Serrasalmus brandti</i> Lütken, 1875	1	0	0	0	1	11	0	1	1	0	0	12
Characidae												
<i>Astyanax</i> sp.	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astyanax lacustris</i> Lütken, 1875	71	1	0	2	38	3	32	1	20	2	9	12
<i>Astyanax fasciatus</i> Cuvier, 1819	112	188	22	87	13	7	234	81	207	72	77	86
<i>Compsura heterura</i> Eigenmann, 1915	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemigrammus brevis</i> Ellis, 1911	0	0	2	0	25	14	0	0	0	0	3	0
<i>Serrapinnus piaba</i> Lütken, 1875	72	0	0	0	10	0	64	1	7	0	0	0
<i>Metynnis lippincottianus</i> Cope, 1870	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Moenkhausia costae</i> Steindachner, 1907	0	0	0	0	27	63	1	1	0	0	0	0
<i>Phenacogaster franciscoensis</i> Eigenmann, 1911	449	1	24	6	15	23	8	1	1	1	7	14
<i>Roeboides xenodon</i> Reinhardt, 1851	5	0	2	0	2	30	1	0	0	0	0	0
<i>Tetragonopterus chalcus</i> Spix & Agassiz, 1829	1	0	1	0	4	1	77	1	0	0	0	2
Acestrochrysididae												
<i>Acestrochrysis britskii</i> Menezes, 1969	0	0	0	0	4	5	0	0	0	0	0	0
<i>Acestrochrysis lacustris</i> Lütken, 1875	0	1	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0
GYMNOTIFORMES												
Sternopygidae												
<i>Eigenmannia virescens</i> Valenciennes, 1842	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Sternopygus macrurus</i> Bloch & Schneider, 1801	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
CYPRINODONTIFORMES												
Poeciliidae												
<i>Pamphorichthys hollandi</i> Henn, 1916	92	1	0	0	0	2	18	0	4	0	0	0
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	0	0	3	0	0	0	5	0	2	0	0	0
PERCIFORMES												
Cichlidae												
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> Kullander, 1983	2	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	2
<i>Oreochromis niloticus</i> Linnaeus, 1758	48	0	30	0	3	1	66	0	104	25	3	18
Gobiidae												
<i>Awaous tajasica</i> Valenciennes 1837	0	3	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0
PLEURONECTIFORMES												
Paralichthyidae												
<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther 1862	0	2	0	4	0	0	0	1	0	4	1	3

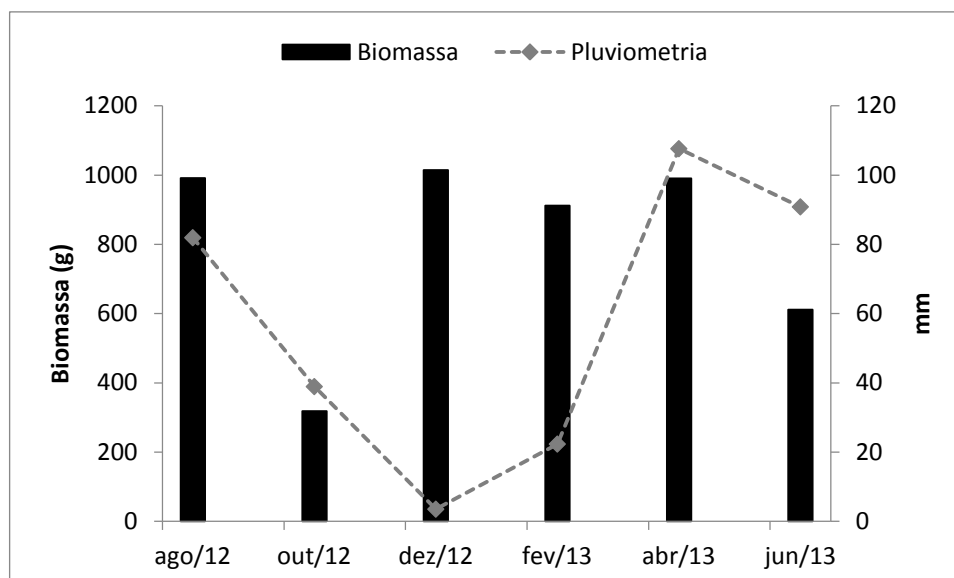


Figura 2. Variação mensal da biomassa total (g) das espécies de peixes capturadas associadas às macrófitas aquáticas durante o estudo e as médias pluviométricas no período de agosto/2012 a junho/2013.

Analisando a constância de ocorrência das espécies capturadas no período de estudo, verificou-se que apenas seis foram consideradas abundantes e frequentes (categoria IV), bem como todas são nativas do São Francisco (Tabela 2). Destas, apenas *Astyanax fasciatus* e *Phenacogaster franciscoensis* ocorreram em todos os meses de coleta.

A amplitude de tamanho das espécies foi de 9,18 a 159,25 mm. No total, foram atribuídas 11 classes de comprimento, com as maiores frequências nas menores classes (Classe 1 a 5), com predominância das espécies *Astyanax fasciatus*, e *Phenacogaster franciscoensis*. Por outro lado, peixes nas maiores classes (Classe 10 a 12) apresentaram poucos registros, como *Awaous tajasica* e *Hoplias malabaricus* (Figura 3).

Tabela 2. Abundância total das espécies de peixes capturadas no estudo, com suas respectivas categorias de ocorrência e status

Espécies (Total)	TOTAL	PN %	FN	FO	Categoria	Status
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	9	0,31	0	0	I	Endêmica
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	7	0,24	0	0	I	Endêmica
<i>Astyanax sp.</i>	4	0,14	0	0	I	Nativa
<i>Astyanax lacustris</i>	191	6,63	1	1	IV	Nativa
<i>Astyanax fasciatus</i>	1186	41,19	1	1	IV	Nativa
<i>Awaous tajasica</i>	7	0,24	0	0	I	Eurihalina
<i>Cichla kelberi</i>	2	0,07	0	0	I	Introduzida
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	8	0,28	0	0	I	Nativa
<i>Citharichthys spilopterus</i>	15	0,52	0	1	II	Marinha
<i>Compsura heterura</i>	8	0,28	0	0	I	Nativa
<i>Curimatella lepidura</i>	14	0,49	0	0	I	Nativa
<i>Eigenmannia virescens</i>	1	0,03	0	0	I	Nativa
<i>Hemigrammus brevis</i>	44	1,53	0	0	I	Nativa
<i>Hoplias malabaricus</i>	2	0,07	0	0	I	Nativa
<i>Metynnis lippincottianus</i>	5	0,17	0	0	I	Introduzida
<i>Moenkhausia costae</i>	92	3,20	0	0	I	Nativa
<i>Oreochromis niloticus</i>	298	10,35	1	1	IV	Introduzida
<i>Pamphorichthys hollandi</i>	117	4,06	1	1	IV	Nativa
<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	550	19,10	1	1	IV	Endêmica
<i>Poecilia vivipara</i>	10	0,35	0	0	I	Nativa
<i>Roeboides xenodon</i>	40	1,39	0	1	II	Endêmica
<i>Serrapinnus piaba</i>	154	5,35	1	1	IV	Nativa
<i>Serrasalmus brandti</i>	27	0,94	0	1	II	Nativa
<i>Sternopygus macrurus</i>	1	0,03	0	0	I	Nativa
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	87	3,02	0	1	II	Endêmica
TOTAL	2879	4,00				

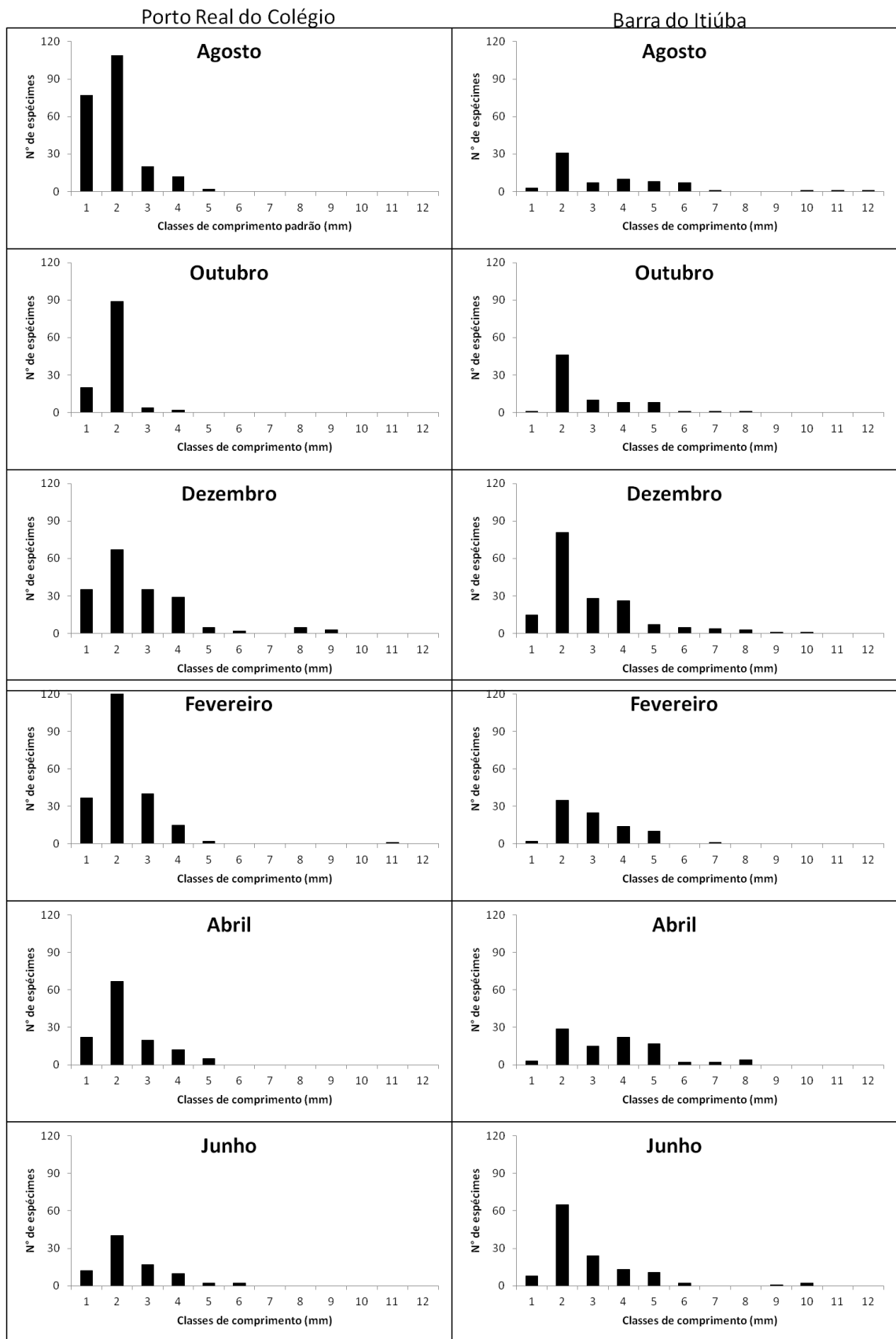


Figura 3. Frequências de espécimes por classe de tamanho, durante o período de agosto/2012 a junho/2013.

A estrutura das assembleias de peixes nas duas localidades mostrou-se de maneira distinta. Em Porto Real do Colégio, a abundância apresentou maior valor no mês de ago/12 ($n=854$), a diversidade foi maior nos meses de dez/12 ($H'=2,256$) e fev/2013 ($H'=1,637$), e a equitabilidade nos meses de out/12 ($J=0,708$) e dez/12 ($J=0,832$). Já em Barra do Itiúba, a maior abundância foi no mês de ago/12 ($n=198$), a maior diversidade ($H'=1,996$) coincidiu com a maior equitabilidade ($J=0,756$) no mês de dez/12 (Tabela 3).

Tabela 3. Caracterização da composição das assembleias de peixes nas duas localidades amostradas, utilizando descritores ecológicos.

	Porto Real do Colégio					
	ago/12	out/12	dez/12	fev/13	abr/13	jun/13
Riqueza (S)	11	8	15	12	9	7
Abundância (N)	854	85	159	510	347	101
Diversidade (H')	1,49	1,473	2,256	1,637	1,044	0,9076
Equitabilidade (J)	0,6212	0,7086	0,8329	0,6588	0,4753	0,4664

	Barra do Itiúba					
	ago/12	out/12	dez/12	fev/13	abr/13	jun/13
Riqueza (S)	8	6	14	9	6	11
Abundância (N)	198	103	175	89	106	152
Diversidade (H')	0,2926	0,664	1,996	0,4892	0,9209	1,486
Equitabilidade (J)	0,1407	0,3706	0,7564	0,2226	0,514	0,6197

Foram observadas correlações significativas entre os fatores ambientais e os descritores ecológicos em Porto Real do Colégio. Para abundância, houve correlação significativa para pH (Pearson: - 0,592; $p<0,05$), condutividade (Pearson: - 0,266; $p<0,05$) e temperatura da água (Pearson: - 0,478; $p<0,05$). Para biomassa, correlações significativas foram observadas para o oxigênio (Pearson: - 0,286; $p<0,05$), pluviometria (Pearson: - 0,089; $p<0,05$), pH (Pearson: - 0,773; $p<0,05$) e condutividade (Pearson: -0,505; $p<0,05$). Por fim, para a diversidade apenas a pluviometria (Pearson: -0,880; $p<0,05$), pH (Pearson: -0,173; $p<0,05$) e condutividade (Pearson: - 0,394; $p<0,05$) apresentaram correlações significativas. Em contrapartida, na Barra do Itiúba, a abundância e biomassa apresentaram correlações significativas somente com a temperatura (Pearson: - 0,466; $p<0,05$; e Pearson: 0,015; $p<0,05$, respectivamente), enquanto que para a diversidade, oxigênio (Pearson: 0,643; $p<0,05$) e pluviometria (Pearson: -0,255; $p<0,05$) foram significativos.

Em Porto Real do Colégio, a CCA mostrou que o primeiro eixo (autovalor= 0,410) explicou 47,1% da relação entre distribuição das espécies de peixes e as variáveis ambientais, e para o segundo eixo (autovalor=0,292) foi explicado 80,8% dessa relação. A pluviometria, pH e condutividade apresentaram uma forte correlação ponderada positiva com eixo 3, enquanto que para temperatura da água (°C) e oxigênio, essas correlações se deram nos eixos 1 e 2, respectivamente. Já em Barra do Itiúba, a CCA explicou 76,3% de relação entre espécie-ambiente para o eixo 1 (autovalor= 0,605), enquanto que para o segundo eixo (autovalor=0,133), foi explicado 93,1% dessa relação. Oxigênio e pH apresentaram alta correlação ponderada positiva com o eixo 4, ao passo que para a temperatura essa correlação se deu no eixo 1 (Tabela 4).

De acordo com o diagrama da CCA para localidade 1 (Figura 4), as espécies *Phenacogaster franciscoensis*, *Pamphorichthys hollandi* e *Serrapinnus piaba* estão mais correlacionadas a disponibilidade de oxigênio no ambiente e a pluviometria, enquanto que *Roeboides xenodon* e *Astyanax lacustris* estão correlacionados ao pH. Para a localidade 2, *Phenacogaster franciscoensis* tem correlação forte com a temperatura e pH, ao passo que *Citharichthys spilopterus* está mais correlacionado a pluviometria e oxigênio dissolvido (Figura 5).

Tabela 4. Resultado da análise de correspondência canônica (CCA) sobre os dados de abundância das espécies e os fatores ambientais, para a assembleia de peixes das localidades amostradas, situadas no Baixo São Francisco.

Porto Real do Colégio				
EIXOS	1	2	3	4
Biplot scores de variáveis ambientais				
Oxigênio	-0.7182	0.0665	-0.0758	-0.4282
Pluviometria	-0.3732	-0.5114	0.3713	-0.3602
Ph	0.0399	0.3381	0.7655	-0.5430
Condutividade	-0.3327	0.2742	0.8038	-0.2044
Temperatura da água °C	0.9320	-0.0043	-0.3014	0.2012
Resumo estatístico para eixos de ordenação				
Autovalores	0.410	0.292	0.090	0.056
Correlação espécie-ambiente	1.000	1.000	1.000	1.000
Variação percentual cumulativa (%) de:				
Espécies	47.1	80.8	91.2	97.7
Relação espécie-ambiente	47.1	80.8	91.2	97.7
Barra do Itiúba				
EIXOS	1	2	3	4
Biplot scores de variáveis ambientais				
Oxigênio	-0.1898	-0.8412	0.2103	0.3858
Pluviometria	-0.6893	0.5626	0.1183	-0.0467
pH	0.2403	0.5227	-0.4377	0.5552
Condutividade	0.0800	0.3357	-0.3412	0.1201
Temperatura da água °C	0.4702	0.1731	0.4610	-0.2012
Resumo estatístico para eixos de ordenação				
Autovalores	0.605	0.133	0.047	0.005
Correlação espécie-ambiente	1.000	1.000	1.000	1.000
Variação percentual cumulativa (%) de:				
Espécies	76.3	93.1	99.1	99.6
Relação espécie-ambiente	76.3	93.1	99.1	99.6

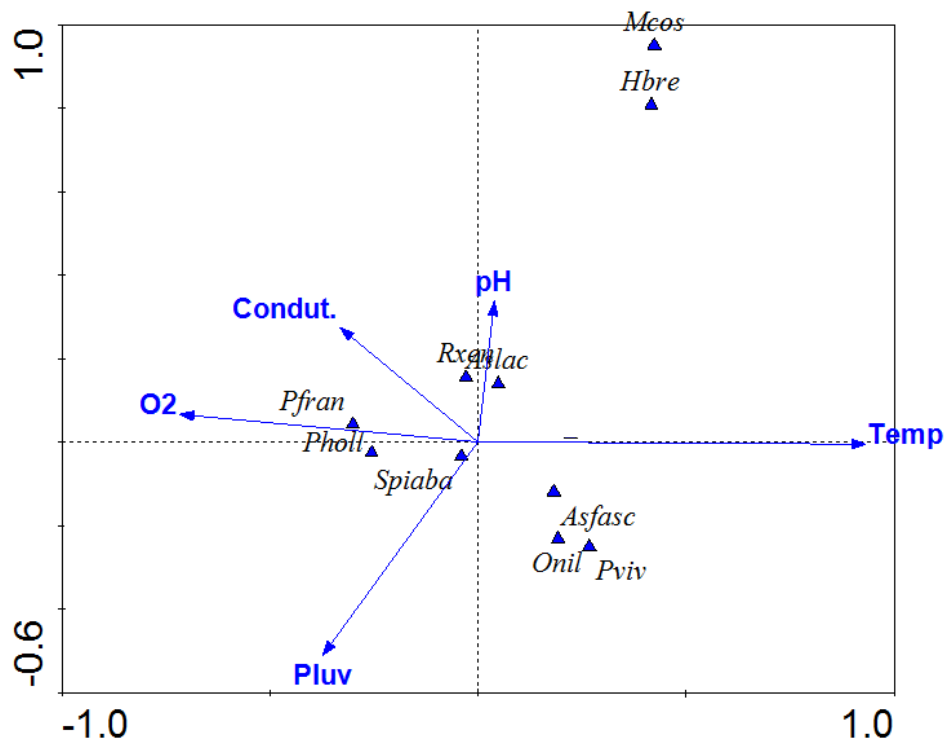


Figura 4. Gráfico de ordenação CCA para espécies e variáveis ambientais, da localidade P1, Porto Real do Colégio no Baixo São Francisco.

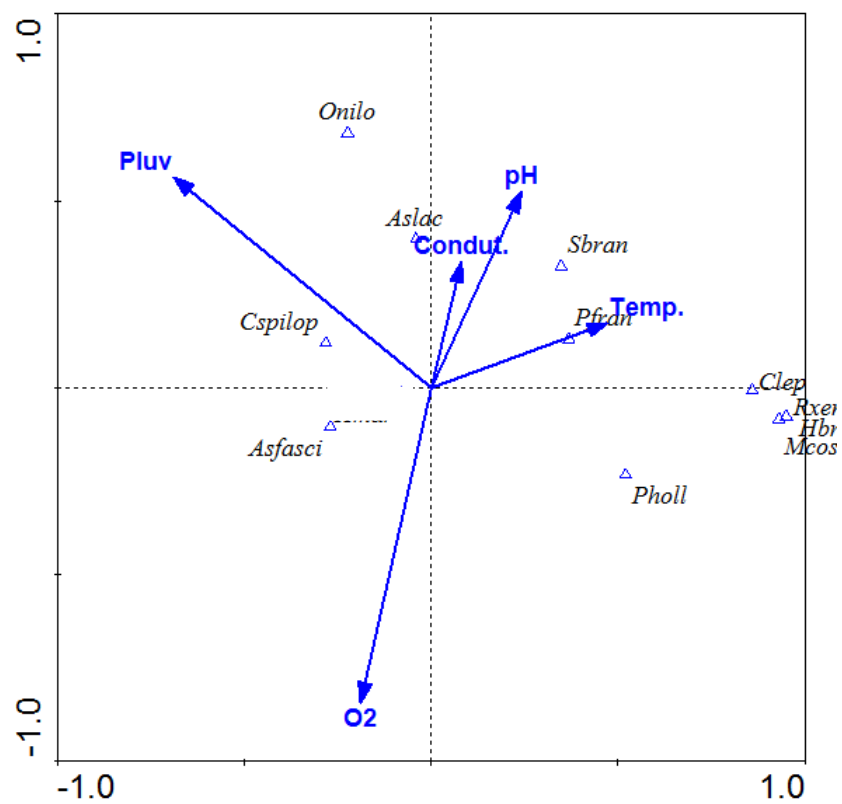


Figura 5. Gráfico de ordenação CCA para espécies e variáveis ambientais, da localidade P2, Barra do Itiúba, no Baixo São Francisco.

6. DISCUSSÃO

A obtenção de uma lista de espécies é um ponto importante a ser considerado em estudos de assembleias de peixes (Schifino *et al.*, 2004). Para a ictiofauna de água doce da região Neotropical, a ordem Characiformes é o grupo com o maior número de espécies, seguida da ordem Siluriformes (Reis *et al.*, 2003). No presente estudo, apenas Characiformes foi predominante, provavelmente porque as condições dos ambientes amostrados ou o método de captura não favoreceram o aparecimento de espécies inseridas na ordem Siluriformes. Perciformes ocupa o segundo posto devido ao registro de espécies não nativas (*C. kelberi* e *O. niloticus*) e uma euralina (*A. tajasica*). A presença de espécies de outras drenagens afetam a ictiofauna nativa, interferindo nas interações ecológicas (Córdova-Tapia *et al.*, 2014). Atualmente a bioinvasão ao lado das alterações ambientais e mudanças climáticas, são consideradas as principais causas de extinção de espécies (Oliveira & Bennemann, 2005; Pelicice and Agostinho, 2009; Attayde *et al.*, 2011). Já a presença de espécies euralinas está associada a entrada em água doce para alimentação, visto que indivíduos jovens de *A. tajasica* habitam o estuário dos rios, e os adultos penetram em água doce (Sarmiento-Soares *et al.*, 2010). Além disso, a capacidade para tolerar variações de salinidade é comum a algumas destas espécies mas esta capacidade de adaptação e de distribuição variará de acordo com a sua tolerância fisiológica (Abilhoa *et al.*, 2011).

Em rios e sistemas interligados a composição de espécies é mais dinâmica e, portanto, não há uma grande quantidade de espécies constantes (Lowe-McConnell, 1975). Entre as espécies coletadas, cerca de um quarto delas estavam entre as mais abundantes e frequentes, enquanto o restante das espécies apresentou abundância inferior, indicando uma grande quantidade de espécies pouco abundantes nas amostras. Este padrão de poucas espécies dominantes, com muitos espécimes distribuídos entre as espécies pouco abundantes ou raras é uma característica típica de assembleias de peixes em ambientes tropicais (Santos & Ferreira, 1999). Resultados similares foram encontrados em estudos realizados em ambientes de praia tropicais (Arrington & Winemiller, 2003; Claro-Jr., 2007).

A riqueza de espécies e consequentemente a estrutura das assembleias de peixes, são fortemente associadas à estrutura do habitat, bem como, a velocidade da água (Willis *et al.*, 2005). A riqueza de espécies é um dos parâmetros mais difíceis de determinar na região Neotropical, principalmente em virtude da grande diversidade de formas e hábitos apresentados pelos peixes (Santos & Ferreira, 1999). No presente estudo, a riqueza mostrou-

se similar para as localidades, no qual 23 espécies ocorreram em Porto Real do Colégio e na Barra de Itiúba, 22 espécies foram contabilizadas.

Tanto adição quanto a substituição de espécies ao longo do gradiente lótico tem sido constatadas por alguns estudos (Angemeier & Karr, 1983; Garutti, 1988; Bistoni & Hued, 2002), sendo que a importância de uma ou outra fonte de variação depende das características fisiográficas dos rios. Dentre estas características, a transparência da coluna d'água, por exemplo, determina as condições de visibilidade para os peixes e desta forma, seleciona agrupamentos com adaptações distintas. Ou seja, os grupos que apresentam peixes visualmente orientados, como Characiformes e Perciformes, tendem a apresentar uma maior abundância sob condições de elevada transparência da água, enquanto que aqueles peixes que se utilizam de outras adaptações sensoriais, como os Gymnotiformes, são relativamente mais abundantes em águas mais escuras, com uma menor transparência (Rodriguez & Lewis, 1997; Tejerina-Garro *et al.*, 1998). Resultado similar é observado neste estudo. As espécies de *Eigenmannia virescens* e *Sternopygus macrurus* apresentaram baixa representatividade durante o período de amostragem, porém nos meses de maiores médias pluviométricas, foram capturadas. Possivelmente, isto indica que estes ambientes estiveram mais expostos a ação das chuvas, dos ventos e das ondas causadas por estes dois últimos fatores, resultando em uma ressuspensão constante dos sedimentos, o que tornou a água menos transparente.

A hipótese dos distúrbios intermediários (CONNELL, 1978) sugere que a diversidade de espécies possa ser aumentada por distúrbios diminutos que, ao atuar sobre a densidade populacional, permitem a ocorrência de uma maior parcela de espécies sem que a competição leve a exclusão de uma delas. A continuidade de um distúrbio por um longo período de tempo, no entanto, levaria algumas espécies a apresentarem baixas densidades populacionais, o que traz também o risco de extinção.

Outro fator que deve ser considerado é que as diferenças temporais nas abundâncias das espécies, provavelmente estão relacionadas com as atividades destas, tais como a alimentação, a fuga de predadores, com o grau de exploração local dos recursos disponíveis no ambiente (Chaves, 2006) e com o ciclo de vida das espécies.

Espécies de pequeno porte apresentam estratégia de vida do tipo r-estrategista, sendo consideradas oportunistas e bem adaptadas a ambientes em constantes flutuações (Winemiller, 1989). A ictiofauna dos pontos amostrados é basicamente composta de peixes de pequeno porte, como *Astyanax fasciatus*, *Phenacogaster franciscoensis*, *Serrapinus piaba*, e

Tetragonoperus chalceus, seguindo o padrão de composição ictiofaunística da região sul-americana (Castro, 2010). Estas espécies ocorrem preferencialmente junto às margens, onde se concentra um grande número de macrófitas aquáticas. As espécies de grande porte, como *Hoplias malabaricus*, se beneficiam da maciça presença de peixes pequenos, como fonte de alimento.

A sazonalidade do ecossistema também é um fator crucial para o estabelecimento de comunidades de peixes ao longo do rio. Em regiões tropicais, há uma marcada alternância nos períodos de seca e cheia nos sistemas fluviais, que provocam considerável flutuação ambiental, sendo estas no nível de drenagem importante para os peixes. Durante a seca, as macrófitas apresentam uma diminuição acentuada na sua área de cobertura, se tornando escassa e com baixa densidade (Junk, 1980; Petry *et al.*, 2003) fazendo com que muitas espécies busquem refúgio em outros ambientes. Na cheia, os ambientes que sofrem constantes flutuações são inundados, e os peixes que habita zonas litorais rasas são forçados a se deslocar para novos ambientes (Arrington & Winemiller, 2006), ocupando áreas de vegetação flutuante ou ambientes de floresta alagada (Goulding *et al.*, 1988; Claro-Jr, 2007).

Apesar de suas características ambientais similares, as ilhas de sedimentação estudadas não apresentam uma ictiofauna exclusiva, pois muitas dessas espécies, com as de pequeno porte, por exemplo, que vivem associadas as raízes das macrófitas, habitam também ambientes de praias (Sanchez-Botero & Araujo-Lima, 2001) e lagoas (Dufech & Fialho, 2009).

As vegetações flutuantes, como as macrófitas, são muito abundantes nas áreas de amostragem do presente estudo, consiste em um biótopo rico, de alta produtividade, e tem grande importância ecológica por servir de abrigo, fonte de alimento, locais de desova para várias espécies de peixes e insetos (Meschiatti *et al.*, 2000; Gomiero & Braga, 2006; Abelha *et al.*, 2006; Ferreira *et al.*, 2011).

Os sistemas biológicos são influenciados por um grande número de fatores bióticos e abióticos que interferem nos padrões de distribuição espacial e temporal dos organismos (Ferreira *et al.*, 2001). No presente estudo, observou-se que houve influência significativa dos descritores ecológicos (abundância, biomassa e diversidade) com os fatores ambientais (pH, condutividade, pluviometria, oxigênio dissolvido e temperatura da água), de forma semelhante a estudos realizados na bacia do Rio Iguatemi, que constatou que a riqueza de

espécies e a abundância estavam significativamente correlacionadas com o pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade (Suarez & Petrere Jr, 2006).

Através da análise de correspondência canônica (CCA), constatou-se que os fatores abióticos nas duas localidades contribuíram de maneiras distintas para as espécies. Apesar de serem próximas, com características ambientais similares, as localidades provavelmente apresentam diferenças na disposição de recurso, o que modificou a constituição das assembleias. Além disso, a biomassa de macrófitas pode ter sido fator limitante, visto que possuem alta produtividade, e consequentemente alterou o padrão de abundância das espécies.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o presente estudo, foi possível estabelecer a constituição das assembleias de peixes de duas localidades similares, explanar quais fatores eram responsáveis por essa conformação e suas relações com as macrófitas aquáticas, importantes sítios de refúgio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELHA, M. C. F.; GOULART, E.; KASHIWAQUI, E. A. L. & SILVA, M. R. D. 2006. *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. **Neotropical Ichthyology**, 4(3): 349-356.
- ABILHOA, V.; BRAGA, R. R.; BORNATOWSKI, H. & VITULE, J. R. S. 2011. Fishes of the Atlantic rain forest streams: ecological patterns and conservation. In: Grillo O. & Venora G. (eds) **Changing diversity in changing environment**. InTech, pp 259-282.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F.; & BORGHETTI, J. R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, 14: 89-107.
- AGOSTINHO, A. A.; MENDES, V. P.; SUZUKI, H. I. ; & CANZI, C. 1993. Avaliação da atividade reprodutiva da comunidade de peixes dos primeiros quilômetros a jusante do reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, 15.
- AGOSTINHO, Â. A., THOMAZ, S. M., & GOMES, L. C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, 1(1), 70-78.
- ALLAN, J.D. 1995. **Stream Ecology: structure and function of running waters**. Chapman & Hall, London. 388 p.
- ANGERMEIER, P. L. & KARR, J. R. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes** 9:117-135.

- ARRINGTON, D. A. & WINEMILLER, K. O. 2003. Diel changeover in sandbank fish assemblages in a neotropical floodplain river. **Journal of Fish Biology**, 63(2), 442-459.
- ATTAYDE, J. L.; BRASIL, J.; & MENESCAL, R. A. 2011. Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, 18(6), 437-443.
- BISTONI, M. A. & HUED, A. C. 2002. Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. **Brazilian Journal of Biology** 62(4):753-764.
- CASTRO, R. M. C. 2010. Evolution of South American stream fish fauna: broad patterns and possible causal processes. **Oecologia Australis**, 6(1), 139-155.
- CHAVES, R. C. Q. 2006. Diversidade e densidade ictiofaunística em lagos de várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonas, Brasil. Dissertação de mestrado.
- CLARO JUNIOR, L.H; 2007. Distribuição e estrutura trófica das assembleias de peixes em praias do rio Solimões/Amazonas, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 103p.
- CONNELL, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science** 199:1302-1310.
- CÓRDOVA-TAPIA, F., CONTRERAS, M., ZAMBRANO, L. 2014. Trophic niche overlap between native and non-native fishes. **Hydrobiologia**, 737(1): 1-11.
- DUFECH, A. P. S., & FIALHO, C. B. 2009. Estudo comparado da taxocenose de peixes em dois ambientes aquáticos do Parque Estadual de Itapuã, sul do Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**.
- ENGELHARDT, K. A., & RITCHIE, M. E. 2001. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. **Nature**, 411(6838), 687-689.
- FERREIRA, A.; PAULA, F. R.; FERRAZ, S.F.B.; GERHARD, P.; KASHIWAQUI, E. A. L.; CYRINO, J.E. & MARTINELLI, L. A. 2011. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. **Ecology of Freshwater Fish**, 21(1):12-22.
- FERREIRA, A.; GERHARD, P. & CYRINO, J. E. 2012. Diet of *Astyanax paranae* (Characidae) in streams with different riparian land covers in the Passa-Cinco River basin, southeastern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, 102(1): 80-87.
- GARCIA, A. M., & VIEIRA SOBRINHO, J. P. 1997. Abundância e diversidade da assembleia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). **Revista Atlântica**, 19:161-181
- GARUTTI, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, Bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia** 48:747-759
- GODINHO, A. L. & GODINHO, H. P. Breve visão do São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte, PUC Minas, 2003. 468p.
- GOMIERO, L. M. & BRAGA, F. M. D. S. 2006. Ichthyofauna diversity in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 66(1A):75-83.

- GOULDING, M., CARVALHO, M. L., & FERREIRA, E. G. 1988. Rio Negro, rich life in poor water. **SPB Academic Publishing**. The Hague, The Netherlands. 200p.
- HAMMER, Ø., D. A. T. HARPER & P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica** 4(1): 1-9.
- HART, B. T.; MAHER, B.; & LAWRENCE, I. 1999 New generation water quality guidelines for ecosystem protection. **Freshwater Biology**, 41(2), 347-359.
- IRGANG, B. E.; GASTAL JR., C. V. S. 1996. Plantas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: **Ed. dos autores**, 1996.
- JACKSON, D.A.; PERES-NETO, P.R. & OLDEN, J.D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 58: 157-170.
- JUNK, W. J. 1980. Áreas inundáveis-Um desafio para limnologia. **Acta Amazonica**. 10(4):775-795
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; & SPARKS, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, 106(1), 110-127.
- JUNK, W. J., & MELLO, J. A. S. 1990. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. **Estudos avançados**, 4(8), 126-143.
- LAYMAN, C. A., & WINEMILLER, K. O. 2005. Patterns of habitat segregation among large fishes in a Venezuelan floodplain river. **Neotropical Ichthyology**, 3(1), 111-117.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. 1975. Fish communities in tropical freshwaters. In **Fish communities in tropical freshwaters**. Longman.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. **Cambridge University Press**.
- LOWE-McCONNELL, R.H.1999. Estudos ecológicos de comunidade de peixes tropicais. São Paulo: Edusp, 536p.
- MESCHIATTI, A. J.; ARCIFA, M. S. & FENERICH-VERANI, N. 2000. Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. **Environmental Biology of Fishes** 58:133-143.
- MILANI, V.; MACHADO, F. D. A. & SILVA, V. C. F. 2010. Fish assemblages associated to aquatic macrophytes in wetland environments of Pantanal de Poconé, State of Mato Grosso, Brazil. **Biota Neotropica**, 10(2): 261-270.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Caderno da região hidrográfica do São Francisco**. Brasília, MMA. 2006. 148p.
- OLIVEIRA, D. C. D., & BENNEMANN, S. T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, 5(1), 95-107.

- PACHECO, E. B. & DA-SILVA, C. J. 2009. Fish associated with aquatic macrophytes in the Chacororé-Sinhá Mariana lake system and Mutum River, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 69(1): 101-108.
- PAZIN, V. F., MAGNUSSON, W. E., ZUANON, J., & MENDONÇA, F. P. 2006. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to 'terra-firme' streams in Central Amazonia. **Freshwater Biology**, 51(6), 1025-1037.
- PELICICE, F. M., & AGOSTINHO, A. A. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. **Biological Invasions**, 11(8), 1789-1801.
- PETRY, P., BAYLEY, P. B., & MARKLE, D. F. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. **Journal of Fish Biology**, 63(3), 547-579.
- PIELOU, E. C. 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. **Journal of theoretical biology**, 10(2), 370-383.
- POMPÊO, M. L. M.; & MOSCHINI-CARLOS, V. 2003. Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos. **São Carlos: RiMa**, 130 p.
- POMPÊO, M. 2008. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas, **Oecol. Bras.**, v. 12, n. 3, p. 406-424.
- REIS, R. E.; KULLANDER, S. O. & FERRARIS JR., C. J. 2003. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre, EDIPUCRS. 729p.
- RODRIGUEZ, M. A., & LEWIS JR, W. M. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. **Ecological monographs**, 67(1), 109-128.
- RÖPKE, C. P.; FERREIRA, E.; & ZUANON, J. 2014. Seasonal changes in the use of feeding resources by fish in stands of aquatic macrophytes in an Amazonian floodplain, Brazil. **Environmental biology of fishes**, 97(4), 401-414.
- SAINT-PAUL, U.; ZUANON, J.; VILLACORTA-CORREA, M.A.; GARCIA, M.FABRÉ, N.N; BERGER, U.; JUNK, W.J. 2000. Fish communities in Central Amazonia White-and the backwaters floodplains. **Environmental Biology of fishes**, 57:235-250p.
- SANCHEZ-BOTERO, J. I., & ARAIZTJO-LIMA, C. A. 2001. As macrofitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da varzea no rio Amazonas. **Acta amazonica**, 31(3), 437-447.
- SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; ARAUJO-LIMA, C. A. R. M.; & GARCEZ, D. S. 2008. Effects of types of aquatic macrophyte stands and variations of dissolved oxygen and of temperature on the distribution of fishes in lakes of the Amazonian floodplain. **Acta Limnológica Brasileira**, 20(1), 45-54.
- SANTOS, G. D., & FERREIRA, E. J. G. 1999. Peixes da bacia amazônica. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**, 345-373.
- SARMENTO-SOARES, L. M., MAZZONI, R., & Martins-Pinheiro, R. F. 2010. A fauna de peixes na bacia do Rio Itanhém, leste de Minas Gerais e extremo Sul da Bahia. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 5(1), 47-61.

- SATO, Y. & SAMPAIO, E. V. 2005. A ictiofauna na região do alto São Francisco, com ênfase no reservatório de Três Marias, Minas Gerais. In: Nogueira, M. G., Henry, R. & Jorcin, A. (Eds.) **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos, RIMA.
- SCHIFINO, L.C.; C.B, FIALHO & J.R. VERANI. 2004. Fish community composition, seasonality and abundance in Fortaleza lagoon, Cidreira. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 47(5): 755- 763.
- SÚAREZ, Y. R.; PETRERE JR, M.; & CATELLA, A. C. 2001. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). **Fisheries Management and Ecology**, 8(2), 173-186.
- SÚAREZ, Y. R. & PETRERE JR., M. 2006. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia**, Série Zoologia, 96(2):197-204.
- SÚAREZ, Y. R., & JÚNIOR, M. P. 2008. Associações de espécies de peixes em ambientes lóticos da bacia do rio Iguatemi, Estado do Mato Grosso do Sul **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 25(2), 361-367.
- STURGES, H.A. 1926. The choice of a class interval. **Journal of American Statistical Association** 21:65- 66.
- TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTIN, R.; & RODRÍGUEZ, M. A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. **Environmental Biology of Fishes**, 51(4), 399-410.
- THOMAZ, S. M. 2002. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta daninha**, 20(1), 21-33.
- THOMAZ, S. M. & ESTEVES, F. A. 2001. Comunidades de macrófitas aquáticas. In: ESTEVES, F. A. (Org.). **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 790 p.
- VITULE, J.R.S. 2009. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. **Neotropical Biology and Conservation**, 4(2): 111-122.
- WILLIS, S. C.; WINEMILLER, K. O.; & LOPEZ-FERNANDEZ, H. 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. **Oecologia**, 142(2), 284-295.
- WINEMILLER, K. O. 1989. Patterns of variation in life history among South American South American fishes in seasonal environments. **Oecologia** 81:225-241.
- ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**, 3rd ed., Prentice-Hall, Inc., UpperSaddle River, New Jersey, 1996. 662 pp.